

Uso de modelo hidrossedimentológico para simulação de cenários de uso da terra na microbacia Ribeirão Gustavo, Santa Catarina

**Éverton Blainski, Denilson Dörzbach,
Ana Paula Esnidei Pereira e Morgana Giovanella de Farias**

Submissão: 07/08/14
Revisão: 22/09/14
Aprovação: 09/12/14

RESUMO: A modelagem hidrológica tem ganhado espaço ao longo dos últimos anos como ferramenta de estudos ambientais, possibilitando a simulação de cenários antes mesmo que estes ocorram. A partir disso, o objetivo deste estudo foi utilizar o modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) para a simulação do regime hidrossedimentológico na microbacia Ribeirão Gustavo, Santa Catarina, a fim de identificar alterações na descarga líquida e na perda de solo (PS) em função de mudanças no uso e ocupação das terras. Foram utilizados dados representativos do clima, solos, relevo e vegetação para caracterizar a área de estudo. Além disso, com base nos dados de solos, foi determinada, como valor de referência, a tolerância à perda de solo (TPS) para os diferentes solos da microbacia. Após a calibração e validação do SWAT, foram simulados alguns cenários nos quais a descarga líquida média anual não apresentou diferença significativa. Entretanto, foi possível identificar mudanças no regime hidrológico mensal, principalmente, nos extremos da curva de permanência. A PS reduziu na medida em que o uso atual foi substituído por florestas em estágio avançado de regeneração. Nos cenários uso atual (1) e uso atual + código floresta (2), as sub-bacias 6 e 7 apresentaram valor de PS>TPS. Esses resultados indicam que a reconstituição da mata ciliar não foi suficiente para solucionar os problemas de erosão hídrica na bacia, sugerindo que outras medidas conservacionistas sejam adotadas para garantir a conservação destes solos. Somente para o cenário sem uso agrícolas as sub-bacias apresentaram PS<TPS corroborando a hipótese de que a cobertura vegetal é um mecanismo eficiente para o controle da erosão.

PALAVRAS-CHAVE: SWAT, erosão hídrica, tolerância de perda de solos

ABSTRACT: Hydrological modeling has gained space in the last few years as a tool in environmental studies, allowing the simulation of scenarios before they occur. The intention of this study was to use the SWAT (Soil Water Assessment Tool) model to simulate the hydrosedimentological behavior in the Ribeirão Gustavo watershed, in Santa Catarina and identify the change in flow (Q) and soil loss (SL) in relation to changes in land management. Representative data for weather, soil, topography and vegetation were used to qualify the area of study. Using the soil data as a reference value, the soil loss tolerance (SLT) to the different types of soils in the basin was determined. After the calibration and validation of SWAT, some scenarios were validated but the mean annual flow did not present a significant difference between the scenarios evaluated. However, it was possible to identify changes in the monthly hydrologic regime, especially at the extremes of the permanence curve. Soil loss diminished as the current use was replaced by the inclusion of forests in an advanced stage of regeneration. In the first and second scenarios sub-basins number 6 and 7 presented soil loss above the SLT. These results suggest that restoration of riparian vegetation was insufficient to solve the problems of water erosion in the basin. In these cases, other conservation measures are taken to ensure the conservation of these soils.

KEYWORDS: SWAT, hydric erosion, soil loss tolerance

INTRODUÇÃO

O processo de expansão da agricultura, via de regra, está associado a problemas ambientais oriundos da substituição da vegetação nativa por culturas comerciais. Esse processo pode ocasionar grandes alterações no regime hídrico e na qualidade das águas superficiais, principalmente, quando associado

à ocupação de áreas impróprias para usos agrícolas, remoção desordenada da vegetação nativa, em especial das matas ciliares e ausência de técnicas conservacionistas como: plantio direto, terraceamento, cultivo em nível, entre outros.

O uso da terra e a perda de solo em bacias hidrográficas têm sido foco de diversas pesquisas no Brasil

(ARAI et al., 2010; BLAINSKI et al., 2011; SILVA et al., 2011; ANDRADE et al., 2013; FREIRE; CASTRO, 2014). Entretanto, quantificar a produção de água e sedimentos em bacias hidrográficas é um processo difícil e custoso, principalmente em grandes bacias. Assim, uma alternativa bastante utilizada para esta finalidade é a utilização de modelos hidrológicos de base física.

Os modelos hidrológicos possibilitam a incorporação do efeito de variáveis relacionadas às características de solo, clima, vegetação, manejo das culturas e topografia, bem como a variabilidade espacial e temporal dessas variáveis.

A integração dos modelos hidrológicos aos sistemas de informações geográficas (SIG's) tem proporcionado grandes avanços no desenvolvimento de ferramentas com embasamento físico. O SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) é um modelo de base física desenvolvido pelo *Agricultural Research Service e pela Texas A & M University* com o objetivo de representar o regime hidrossedimentológico em bacias hidrográficas (NEITSCH et al., 2011; ARNOLD et al., 2012).

Por meio do SWAT, diferentes processos físicos podem ser simulados, de forma sequencial, em diferentes escalas temporais e espaciais com o objetivo de quantificar os impactos das alterações de uso do solo no escoamento superficial e sub-superficial, erosão e

deposição de sedimentos, qualidade de água e carga de poluentes (REUNGSANG et al., 2009).

A interface de acoplamento do SWAT ao SIG – ArcSWAT (WINCHELL et al., 2009) tem sido utilizada com sucesso no Brasil e no mundo para estudos de cenários de uso da terra e seus impactos no regime hidrossedimentológico e qualidade de águas (GHAFFARI et al., 2009; BAL TOKOSKI et al., 2010; BLAINSKI et al., 2011; DURÁES et al., 2011; LELIS et al., 2012; ARAGÃO et al., 2013). Apesar disso, ainda são escassos os trabalhos que correlacionem as saídas do SWAT com mapas de vulnerabilidade e tolerância a perda de solo em bacias hidrográficas representativas.

Neste contexto, o objetivo deste estudo foi utilizar o modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) para a simulação do regime hidrossedimentológico na microbacia Ribeirão Gustavo, Santa Catarina, a fim de identificar alterações na descarga líquida e na perda de solo (PS) em função de mudanças no uso e ocupação das terras.

METODOLOGIA

A microbacia Ribeirão Gustavo está inserida na bacia hidrográfica do Rio Itapocu (Figura 1). Localizada no município de Massaranduba, Santa Catarina, possui uma área de 21,4 km². O curso d'água principi-

TABELA 1
Uso da terra e classes de solos identificadas na microbacia Ribeirão Gustavo, SC

Uso da terra		
Classes	Área	
	ha	%
Rizicultura irrigada	354,87	16,58
Bananicultura	2,39	1,98
Complexos residenciais	90,45	4,23
Floresta	1.373,46	64,15
Pastagem	185,58	8,67
Reflorestamento/Agroflorestas	93,96	4,39
TOTAL	2.140,65	100
Classificação de solos		
Classes	Área	
	ha	%
Cambissolo Háplico	1.691,44	79,02
Gleissolo Háplico	357,10	16,68
Argissolo Vermelho	92,11	4,30
TOTAL	2.140,65	100

pal, que dá o nome à microbacia, possui uma extensão de aproximadamente 8 km. As altitudes variam de 23 e 736 m e o clima da região é classificado, segundo Köppen, como Cfa (subtropical úmido com verões quentes), temperatura média anual de 17 °C e precipitação de 1.800 mm/ano (WREGE et al., 2011).

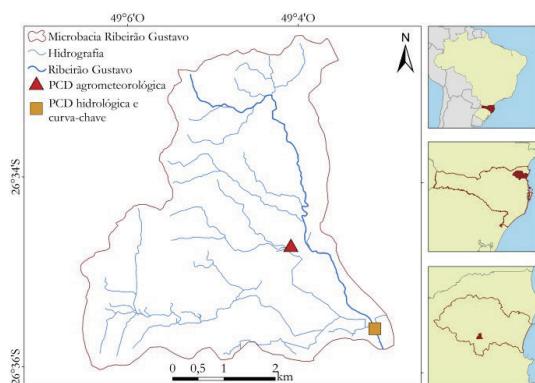


Figura 1 – Localização da microbacia Ribeirão Gustavo, SC.

Os principais usos da terra, identificados a partir de imagens do satélite *QuickBird*, datadas de 2008 foram: florestas, rizicultura irrigada, pastagens, complexos residenciais, reflorestamento, bananicultura e agroflorestas (Tabela 1). As classes de solo, identificadas conforme Embrapa (2013) foram: Cambissolos Háplicos, Gleissolos Háplicos e Argissolos Vermelhos (Tabela 1).

Base de dados do modelo SWAT

O modelo SWAT é fundamentado em uma estrutura de comandos baseados em componentes climáticos, edáficos, topográficos, vegetativos e de manejo do solo, definidos para simular a propagação de escoamento, sedimentos e nutrientes através de bacias hidrográficas (ARNOLD et al., 1998).

A interface ArcSWAT, utilizada para o acoplamento do SWAT ao SIG, permite, entre outras coisas, a discretização da bacia em sub-bacias e a extração dos parâmetros do modelo a partir de informações de classe de solo, declividade, uso e cobertura vegetal (WINCHELL et al., 2009).

O componente hidrológico do modelo inclui sub-rotinas para determinação de escoamento super-

ficial, percolação, fluxo lateral subsuperficial, fluxo de retorno do aquífero raso e evapotranspiração.

A perda de solo nas sub-bacias foi calculada a partir da pela Equação Universal de Perda de Solo Modificada – MUSLE (WILLIAMS, 1975). Enquanto a USLE (WISCHEMEIER et al., 1971) utiliza a precipitação como um indicador de energia erosiva, a MUSLE utiliza a quantidade de escoamento para simular a erosão e a produção de sedimentos. A MUSLE é definida conforme equação 1:

$$PS = 11,8 \cdot (Q_{surf} \cdot q_{peak} \cdot area_{hru})^{0,56} \cdot K_{USLE} \cdot C_{USLE} \cdot P_{USLE} \cdot LS_{USLE} \cdot CFRG \quad (1)$$

em que: PS – perda do solo por unidade de área; Q_{surf} – é o volume de escoamento superficial (mm/ha); q_{peak} – é o índice máximo de escoamento (m^3/s); $area_{hru}$ – área de cada unidade de resposta hidrológica (ha); K_{USLE} – fator de erodibilidade do solo; C_{USLE} – fator de uso e manejo; P_{USLE} – fator práticas conservacionistas; LS – fator topográfico; $CFRG$ – fator de fragmento bruto.

A vazão de pico foi calculada por uma modificação do Método Racional. O escoamento superficial foi obtido através do método Curva-Número do *Soil Conservation Service* (NEITSCH et al., 2011).

O transporte de sedimentos através da rede de canais é composto por dois processos que ocorrem simultaneamente: deposição e degradação. A deposição dentro do canal e nas margens aluviais de cada sub-bacia até o exutório da bacia é baseada na velocidade de deposição das partículas do sedimento (NETO et al., 2014). A velocidade de sedimentação é determinada a partir da lei de Stokes. A degradação do sedimento no canal é fundamentada no conceito do poder de fluxo de Bagnold (1977).

A climatologia do modelo foi determinada a partir das seguintes variáveis: precipitação, temperatura do ar (máxima e mínima), radiação solar, umidade relativa e velocidade do vento. Neste estudo, essas variáveis foram obtidas a partir de plataformas de coleta de dados (PCD's) automáticas instaladas nos municípios de Blumenau e Itajaí. Ademais, foram instaladas duas PCD's ao longo da microbacia Ribeirão Gustavo para monitoramento de precipitação e nível de rio, conforme mostrado na Figura 1. Esses dados foram utilizados, juntamente com medições de descargas líquidas, para elaboração das curvas-chave e, posteriormente, para calibração e validação do modelo.

Os dados de solos foram coletados em duas toposequências ao longo da microbacia. Nessas toposequências foram analisados 10 perfis e realizadas as seguintes determinações: i) descrição do perfil e classificação segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2013); ii) textura do solo realizada a partir de amostras deformadas coletadas nos diferentes perfis; iii) densidade, porosidade, condutividade hidráulica saturada e curva de retenção de água no solo, determinadas a partir de amostras com estrutura preservada coletadas nos diferentes perfis analisados conforme metodologia descrita por Veiga (2011).

O relevo foi definido a partir do modelo digital de terreno (MDT) da *Shuttle Radar Topographic Mission* (SRTM) 2000. Esse modelo apresenta resolução horizontal de 90 x 90 m e o erro vertical de 20 m. Entretanto, neste estudo, optou-se por fazer a interpolação do MDT gerando uma resolução horizontal de 30 x 30 m. A partir desses dados foi gerado o relevo da microbacia hidrográfica e classificado em cinco intervalos, adaptados a partir da proposta da Embrapa (2013): Plano - 0 a 3 %; Suave ondulado - 3 a 8 %; Ondulado - 8 a 13 %; Fortemente ondulado - 13 a 20 %; Montanhoso - >20 %.

Os dados de vegetação e de manejo do solo foram definidos a partir do mapa de uso e ocupação das terras e das técnicas de manejo adotadas em cada cultura. A partir dessa classificação foram definidas as práticas conservacionistas, a escala de manejo do solo e os tratos culturais. Essas informações foram interpretadas pelo SWAT e utilizadas nos cálculos de determinação da evapotranspiração, interceptação, infiltração e transporte de sedimentos.

Calibração e validação do modelo hidrológico

O processo de calibração e validação é fundamental para avaliar a capacidade de um modelo de simular o regime hidrossedimentológico de uma bacia hidrográfica. Neste estudo, os dados de descarga líquida e sedimentos, simulados pelo SWAT, foram comparados aos dados observados na seção de monitoramento hidrológico (Figura 1). Na calibração do modelo foram utilizados dados referentes ao ano de 2009 enquanto que para a validação foi utilizado o ano de 2010.

Para avaliar o desempenho do SWAT foram utilizadas as seguintes estatísticas de precisão: coeficiente de Nash-Sutcliffe (*COE*), equação 2, e o coeficiente de massa residual (*CMR*), descrito na equação 3.

$$COE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (E_{med} - E_{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (E_{med} - \bar{E})^2} \quad (2)$$

em que: *COE* é o coeficiente de Nash e Sutcliffe; *E_{med}* é o evento medido; *E_{sim}* é o evento simulado pelo modelo; \bar{E} é a média do evento estimado no período.

$$CMR = \left(\frac{\sum_{i=1}^n E_{sim} - \sum_{i=1}^n E_{med}}{\sum_{i=1}^n E_{sim}} \right) \quad (3)$$

Em que: *CMR* é o coeficiente de massa residual; *E_{sim}* é o evento simulado pelo modelo e *E_{med}* é o evento medido.

Para classificação do desempenho do SWAT foi adotada a seguinte escala, conforme Santhi et al. (2001): Muito bom: $COE \geq 0,65$; Bom: $0,65 > COE \geq 0,54$; satisfatório: $0,54 > COE \geq 0,50$. Para o *CMR* foi utilizada escala proposta por Liew et al. (2007): Muito bom: $|CMR| \leq 10\%$; Bom: $10\% < |CMR| \leq 15\%$; Satisfatório: $15\% < |CMR| \leq 25\%$; Inadequado: $|CMR| > 25\%$.

Determinação da tolerância à perda de solo - TPS

O conceito de tolerância de perda de solo por erosão (TPS) é amplamente discutido nas ciências do solo. Uma definição clássica do termo associa a TPS a um limite de perda de solo que ainda mantenha alto nível de produtividade das culturas de maneira economicamente viável e por tempo indeterminado (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

A TPS foi determinada a partir de três métodos, conforme descrito em Bertol; Almeida (2000). O primeiro método consiste na utilização da expressão proposta por Lombardi Neto; Bertoni (1975), descrita conforme equação 4.

$$T = h \cdot r \cdot 1000^{-1} \quad (4)$$

Em que: *T* – tolerância à perda de solo (mm/ano); *h* – profundidade efetiva do solo (mm); *r* – quociente que expressa o efeito da relação textural entre os horizontes B e A; 1000 – constante que expressa o período de tempo necessário para desgastar uma camada de solo de 1.000 mm de espessura.

O segundo método é uma derivação do primeiro, porém, com a alteração dos limites de intervalos da relação textural entre os horizontes B e A e pela introdução do teor de argila do horizonte A como variável associada à relação textural. Tais modificações tornaram este método mais restritivo, possibilitando a identificação de diferenças entre solos que até então tinham os mesmos valores de tolerância, conforme descrito na equação 5.

$$T = h \cdot r_a \cdot 1000^{-1} \quad (5)$$

em que: T , h , 1000 – mesma definição expressa no método 1; r_a – relação que expressa, conjuntamente, o efeito da relação textural entre os horizontes B e A e do teor de argila do horizonte A.

No terceiro método, além das variáveis e fatores de ponderação adotados no Método II, foram acrescentados o teor de matéria orgânica na camada de 0-20 cm de profundidade e o grau de permeabilidade do solo (WISCHMEIER; SMITH, 1978), porém com ponderações distintas, estabelecida pelos autores (BERTOL; ALMEIDA, 2000) (Equação 6).

$$T = h \cdot r_a \cdot m \cdot p \cdot 1000^{-1} \quad (6)$$

Em que: T , h , r_a , 1000 – mesma definição expressa no método 2; m – fator que expressa o efeito da matéria orgânica na camada 0-20 cm do solo; p – fator que expressa o efeito da permeabilidade do solo.

Simulação de cenários de uso e ocupação da terra

Foram simulados três cenários alternativos de uso e ocupação da terra. A partir dos cenários propostos foi avaliada a descarga líquida dos rios e a perda de solo na microbacia. Os cenários simulados foram:

Cenário 1 – Uso atual da terra: considera as culturas implantadas e as técnicas de cultivo utilizadas, baseado no mapa de uso e ocupação da terra, elaborado a partir de imagens de satélite datadas de 2008;

Cenário 2 – Código florestal: composto pelo uso atual da terra, porém, atendendo, virtualmente, a legislação ambiental vigente em relação à vegetação ciliar e às áreas com declividade superior a 45 %. Para caracterizar este cenário as áreas com declividade superior a 45 % e próximas de nascentes e dos cursos d’água foram delimitadas e sua cobertura a atual foi substituída, virtualmente, por vegetação nativa. Para

delimitação das áreas próximas aos cursos d’água foi criado um *Buffer* na rede de drenagem de acordo com a legislação ambiental vigente que determina as áreas de mata ciliar de qualquer curso d’água natural perene e intermitente, excluídos os efêmeros, como áreas de preservação permanente com as seguintes extensões atribuídas às áreas consolidadas de acordo com Brasil (2012):

- a. 30m para os cursos d’água menores que 10 m de largura;
- b. 50 m para os cursos d’água que tenham de 10 a 50 m de largura;
- c. 100 m para os cursos d’água que tenham de 50 a 200 m de largura;
- d. 200 m para os cursos d’água que tenham de 200 a 600 m de largura;
- e. 500 m para os cursos d’água que tenham largura superior a 600 m;

áreas no entorno das nascentes e dos olhos d’água perenes, qualquer que seja sua situação topográfica, com raio de 100 m (áreas rurais), 50 m para corpos d’água com até 20 hectares de superfície e 30 m em zonas urbanas;

Cenário 3 – Sem cultivos: Neste cenário hipotético as áreas utilizadas para a agricultura tiveram sua cobertura vegetal substituída, virtualmente, por vegetação florestal nativa, sobrepondo a imagem de uso atual.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados descarga líquida (m^3/s) e produção de sedimentos ($t/ha/ano$), simulados pelo SWAT, foram comparados com dados medidos nos postos de monitoramento hidrossedimentológico. Após a calibração do modelo, o *COE* foi de 0,66 e 0,62, respectivamente, para escala mensal, no ano de 2009. Na fase de validação do modelo (2010), os valores de *COE* foram de 0,74 e 0,65 para as mesmas variáveis (Figura 2).

Em escala temporal diária, o valor do *COE* foi de apenas 0,36. De acordo com Green et al. (2006), o modelo pode ser considerado adequado quando o valor de *COE* for superior a 0,40, assim, ficou evidente a limitação do SWAT em simular o regime hidrológico em bacias pequenas.

Gassman et al. (2007) afirma que o modelo SWAT é uma ferramenta robusta para simulação de diversas questões relacionadas com bacias hidrográficas. En-

retanto, o uso do modelo apresentou limitações para simulações em escala temporal diária em diversos trabalhos desenvolvidos para bacias com área reduzida.

Segundo Neto et al. (2014), o SWAT foi desenvolvido, inicialmente, com o propósito de representar o escoamento em bacias de médio e grande portes não instrumentadas. Em grandes bacias há uma amortização dos fenômenos hidrológicos associados à dinâmica da água no solo e são mais destacados os fenômenos de propagação do escoamento sobre a superfície e na rede de drenagem.

Em bacias pequenas, como o caso da microbacia Ribeirão Gustavo, o escoamento ocorre de forma rápida e com uma dinâmica maior, fato que, neste estudo, pode ter contribuído para a ineficiência do modelo para representação do regime hidrossedimentológico diário.

Outro aspecto que pode ter contribuído para o desempenho insatisfatório do SWAT em simular o regime hidrossedimentológico em escala diária está relacionado ao intervalo de tempo utilizado nas simulações (diário) e o tempo de concentração da

bacia (TC). Na microbacia Ribeirão Gustavo o TC foi de aproximadamente 6,4 horas, assim, as alterações hidrológicas abruptas tornam-se mais rápidas que o intervalo de entrada de dados do modelo que foi de 24 horas. Situação semelhante foi relatada por Neto et al. (2014) ao utilizar o SWAT para simular o escoamento em uma bacia experimental com área de 4,7 km².

Apesar do desempenho insatisfatório para simulações diárias, de acordo com a escala proposta por Santhi et al. (2001), o SWAT pode ser classificado como muito bom para a simulação hidrossedimentológica, em escala mensal, na microbacia estudada. Além disso, o CMR na etapa de calibração do modelo foi de 0,09 e 0,17 para as variáveis descarga líquida e produção de sedimentos e de 0,13 e 0,15, respectivamente, durante o período de validação (Figura 2). Assim, identificou-se um desvio entre as variáveis medidas e simuladas, entretanto, dentro dos limites que possibilitam classificar o modelo como satisfatório e sem tendências significativas nas estimativas (LIEW et al., 2007; BALTOKOSKI et al., 2010; ANDRADE et al., 2013).

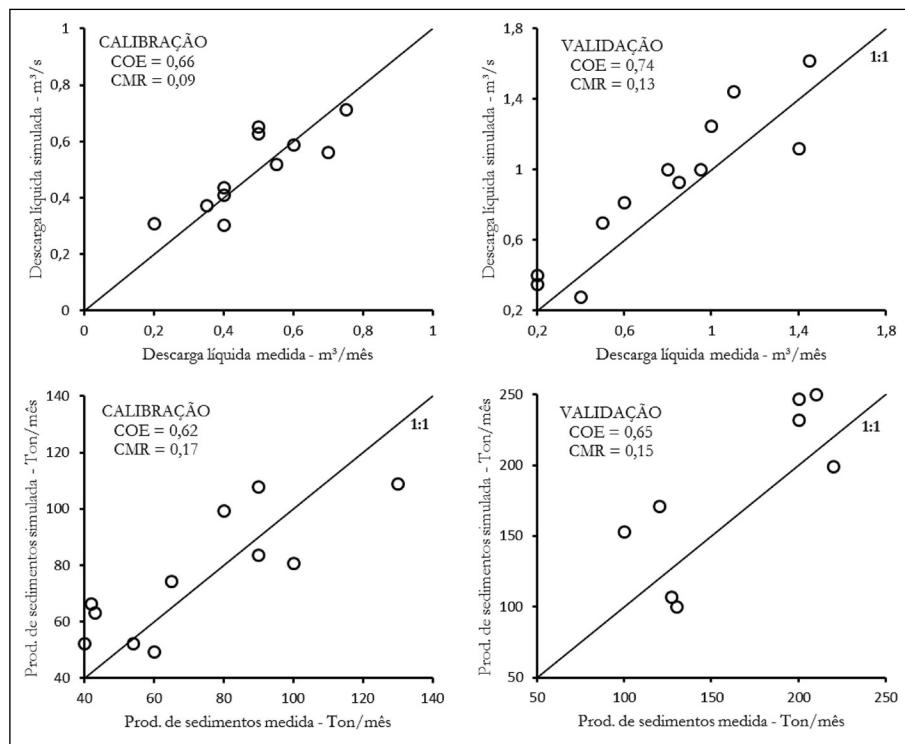


FIGURA 2.
Diagrama de dispersão entre valores medidos e simulados pelo SWAT para as variáveis descarga líquida (m³/s) e produção de sedimentos (Ton/mês) durante a etapa de calibração e validação do modelo.

Após a calibração e validação do modelo procedeu-se a simulação dos cenários de uso da terra, conforme mostrado na tabela 2.

Na simulação do cenário (código florestal) houve uma redução da área agrícola de 135 ha, o que representa 6,3% da área total da bacia hidrográfica. Os maiores percentuais de alteração do uso da terra ocorreram nas sub-bacias seis e sete, onde o uso predominante era a rizicultura (Figura 3). Nestas duas sub-bacias a mata ciliar era praticamente inexistente. Nas demais sub-bacias, devido à declividade acentuada, o uso agrícola se restringiu a pequenas áreas cultivadas com banana, pastagens e reflorestamento ou agroflorestas.

No cenário 3, sem influência antrópica, o aumento da área florestada, em relação ao primeiro cenário simulado, foi de 583 ha (Tabela 2), totalizando cerca de 27,2% da área total da bacia hidrográfica. Assim, como observado no cenário 2, as maiores alterações de uso da terra ocorreram nas sub-bacias seis e sete, onde o uso agrícola era mais intenso.

TABELA 2

Área da microbacia Ribeirão Gustavo ocupada pelos diferentes usos da terra em cada cenário simulado.

C1: uso atual; C2: uso atual + código florestal,
C3: sem uso agrícola

Usos	Área ocupada – ha		
	C1	C2	C3
Rizicultura	354,18	279,31	
Bananicultura	43,12	38,76	
Complexo doméstico	90,46	68,91	68,91
Florestas	1.373,46	1.225,68	1.987,19
Mata ciliar		282,70	
Pastagem	185,70	160,80	
Reflorestamento/agroflorestas	93,96	84,55	84,55
TOTAL	2.140,65	2.140,65	2.140,65

A partir dos cenários propostos procedeu-se a análise da descarga líquida e da perda de solo, para o período de 2009 a 2011, em cada uma das sete sub-bacias delimitadas, conforme apresentado nas tabelas 3 e 5.

Descarga líquida

A descarga líquida média anual (m^3/s), de maneira geral, não apresentou diferença significativa entre os

cenários simulados (Tabela 3), sugerindo que as alterações propostas nos cenários não contribuíram para o aumento do fluxo superficial de água na escala anual.

Esses resultados diferem de outros descritos na literatura (VANZELA et al., 2010; BLAINSKI et al., 2011). As diferenças entre esses resultados podem ser atribuídas a fatores como: tamanho da bacia hidrográfica; escala temporal e percentual de alteração de uso da terra entre os cenários.

TABELA 3

Descarga líquida média anual simulada, para o período

de 2009 a 2011, nos três cenários estudados.

C1 – uso atual; C2 – uso atual + código florestal;

C3 – sem uso agrícola.

Cenários	Descarga líquida média anual – m^3/s						
	1	2	3	4	5	6	7
1	0,08	0,33	0,12	0,28	0,14	0,79	0,79
2	0,08	0,32	0,12	0,27	0,14	0,82	0,83
3	0,09	0,34	0,12	0,29	0,15	0,84	0,84

Os resultados sugerem que, a grande extensão de áreas florestadas, mesmo no cenário 1, faz com que a microbacia tenha um bom estado de conservação, mesmo com os usos agrícolas estabelecidos, reduzindo o contraste entre os cenários simulados, ao contrário de diversos trabalhos encontrados na literatura.

Ademais, a rizicultura irrigada, principal atividade demandante de água na microbacia, ocupa uma área relativamente pequena, cerca 16,5 % da área total da microbacia, concentrando-se exclusivamente no terço posterior da microbacia (Figura 3). Mesmo assim, a irrigação da cultura é realizada de maneira suplementar, haja vista, que nesta região do estado são registrados volumes anuais de precipitação da ordem de 1.800 mm (WREGE et al., 2011), dos quais, cerca de 1.000 mm ocorrem entre os meses de outubro e fevereiro, época do cultivo do arroz. Dessa forma, os impactos do uso da água para a irrigação são minimizados, não sendo possível identificar alterações na descarga líquida média anual do Ribeirão Gustavo.

Entretanto, a partir da comparação entre os cenários simulados com escala mensal foi possível identificar alterações na descarga líquida no exutório da bacia, principalmente para as condições extremas ($Q_{10\%}$ e $Q_{90\%}$), conforme apresentado na Figura 4.

Entre os três cenários simulados a $Q_{10\%}$ (descarga líquida superada em 10% do tempo) foi maior no cenário 1 (uso atual), seguida pelos cenários 2 (Uso atual +código florestal) e 3 (sem uso agrícola), respectivamente (Figura 4).

A mesma tendência foi observada para as descargas máximas com valores de 2,8; 2,4 e 2,1 m^3/s para os cenários 1,2 e 3, respectivamente. Nas condições de baixas descargas líquidas o cenário 1 apresentou o menor valor (0,10 m^3/s), seguido dos cenários 2 (0,14 m^3/s) e 3 (0,18 m^3/s), conforme apresentado na Figura 4. Nas descargas intermediárias os valores foram similares entre os três cenários.

Segundo Andreássian (2004) o aumento da área florestada pode acarretar uma diminuição das descargas líquidas máximas. Além disso, no extremo oposto, o incremento da área florestada reflete em um aumento dos valores de descarga mínima. Essas alterações podem ser atribuídas às alterações de evapotranspiração, rugosidade e taxa de infiltração de água no solo.

Tolerância de perda de solo

A tolerância de perda de solo (TPS) apresentou uma variação entre as classes de solos estudadas, independente do método utilizado. Na medida em que foram inseridas novas variáveis na metodologia de cálculo, os valores de TPS foram menores, tornado os métodos mais restritivos (Tabela 4).

Segundo Bertol; Almeida (2000) as variáveis que influenciam fortemente na TPS são profundidade, teor de areia no horizonte superficial e a relação

textural entre o horizonte subsuperficial e superficial. Tanto a elevada relação textural quanto baixa profundidade efetiva limitam fortemente a capacidade de drenagem do solo, tornando-os mais suscetíveis à erosão, especialmente quando o conteúdo de areia do horizonte superficial é alto, como foi o caso dos Argissolos e Gleissolos amostrados.

Baseado neste pressuposto, a classe Cambissolo teve a maior TPS (Tabela 4), pois apresentou maior profundidade efetiva, seguido pelos Argissolos e Gleissolos, respectivamente. Apesar da elevada relação textural observada para os Cambissolos, o baixo teor de areia da camada superficial, quando comparado aos outros dois solos, culminou nas diferenças de TPS registradas.

Os três métodos utilizados para a determinação da TPS neste estudo são empíricos e, portanto, passíveis de questionamentos, principalmente quanto às ponderações utilizadas. Além disso, o conceito de TPS prevê que em um período de 1.000 anos seja perdido um metro de solo, fato este que limita a vida útil de um solo agrícola a 10 ou 20 gerações (BERTOL; ALMEIDA, 2000). Portanto, a grande utilidade deste indicador é para saber se os usos agrícolas estão sendo mais degradantes que o processo natural.

Diante dessas considerações, optou-se por adotar um valor médio de TPS para cada classe de solo, baseado nos valores obtidos a partir dos três métodos utilizados, conforme demonstrado na Tabela 4.

A partir dos valores médios de TPS apresentados na Tabela 4 e do mapa de distribuição de solos da bacia calculou-se a TPS ponderada para cada sub-bacia.

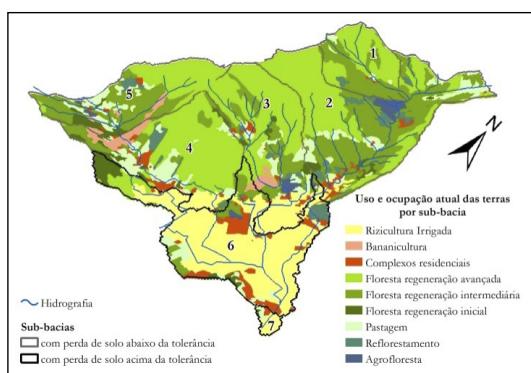


FIGURA 3. Mapas de uso e ocupação das terras na microbacia do Ribeirão Gustavo, SC.

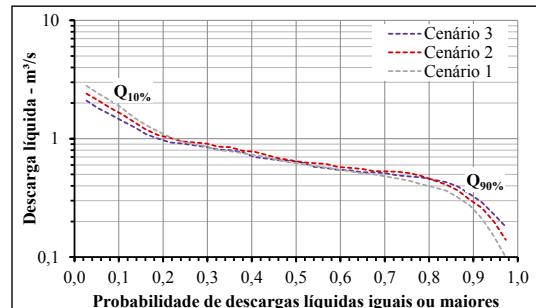


FIGURA 4. Curva de permanência de descarga líquida no exutório da microbacia para os três cenários simulados.

A distribuição de TPS ponderada é apresentada na Figura 5. De maneira geral, a TPS média ponderada não apresentou grandes variações entre as sub-bacias, variando de 6,18 t/ha/ano até 8,26 t/ha/ano.

TABELA 4

Tolerância de perda de solo para os solos da microbacia Ribeirão Gustavo, determinado a partir dos métodos propostos, conforme Bertol; Almeida (2000)

Solos	Perda de solo t ha ⁻¹ ano ⁻¹			
	M1	M2	M3	Média
Cambissolo Háplico	10,25	7,88	8,26	8,77
Argissolo Vermelho	8,79	8,21	7,59	8,20
Gleissolo Háplico	7,70	6,16	5,69	6,52
Média	9,45	7,60	7,61	7,83

M – método de determinação da perda de solo

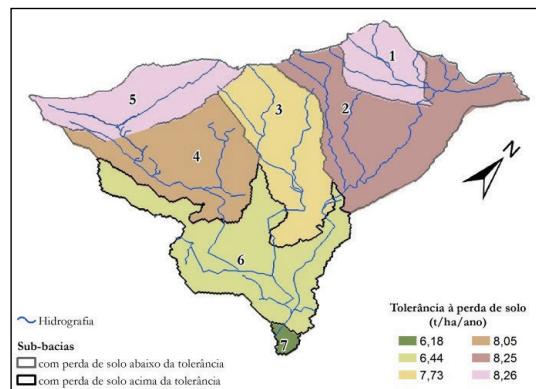


FIGURA 5. Mapa de distribuição de TPS média ponderada para a microbacia do Ribeirão Gustavo, SC.

Perda de solo

A perda de solo anual simulada (PS) apresentou variação considerável entre os cenários propostos (Tabela 5). Resultados similares são amplamente discutidos na literatura (VANZELA et al., 2010; SILVA et al., 2011).

Nos três cenários simulados a PS foi inferior ao limite estabelecido como tolerável determinado para cada uma das sete sub-bacias (Figura 6), com exceção das sub-bacias 6 e 7, nos cenários 1 e 2 (Tabela 5).

TABELA 5

Perda de solo simulada, para o período de 2009 a 2011, nos três cenários estudados. C1 – uso atual; C2 – uso atual + código floresta; C3 – sem uso agrícola; TPS – tolerância à perda de solo (TPS).

29

Cenários	Perda de solo por sub-bacia – t/ha/ano						
	1	2	3	4	5	6	7
1	2,63	7,49	4,44	7,34	2,49	17,97	13,17
2	2,23	6,11	3,51	5,02	2,29	13,62	11,23
3	2,25	5,26	1,38	3,38	1,51	5,68	4,23
TPS*	8,26	8,25	7,73	8,05	8,26	6,44	6,18

* Média ponderada determinada a partir dos valores médios de TPS e da distribuição de solos em cada sub-bacia.

A partir dos resultados de PS pode-se concluir que, de maneira geral, a microbacia não apresenta problemas severos de PS. Todavia, nas sub-bacias onde se concentram, prioritariamente, as áreas destinadas à rizicultura irrigada (Figura 3) a PS foi, notoriamente, maior que a TPS.

Apesar da baixa declividade das áreas rizícolas, o manejo da cultura, caracterizado pelo revolvimento do solo e por longos períodos com solo exposto associado à baixa taxa de infiltração de água podem ter favorecido o escoamento superficial, contribuindo para as taxas de PS superiores aos valores toleráveis.

No cenário 1, a PS foi superior aos limites de TPS nas sub-bacias 6 e 7. Nestes casos a PS foi 180% maior que a TPS para a sub-bacia 6 e 113% maior para a sub-bacia 7 (Figura 6).

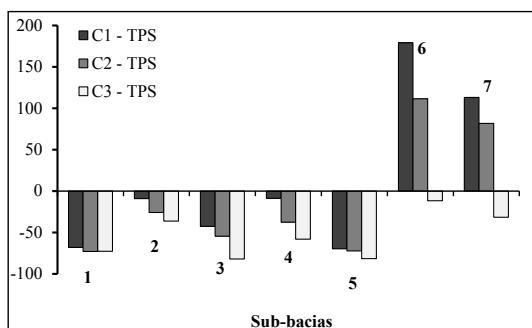


Figura 6– Percentual de alteração da perda de solo (PS) entre os cenários simulados e o limite de tolerância à perda de solo (TPS). C1 – TPS - alteração da PS do cenário 1 comparada à TPS; C2 – TPS - alteração da PS do cenário 2 comparada à TPS; C3 – TPS - alteração da PS do cenário 3 comparada à TPS.

No segundo cenário, em que houve a adequação quanto a vegetação ciliar e áreas com declividade acentuada, foi possível identificar uma redução da PS em comparação com o cenário 1. Entretanto, essa redução não foi suficiente para atingir os limites de TPS (Figura 6). Assim, a PS foi superior a TPS em 112% e 82% para as mesmas sub-bacias. Portanto, a recomposição da mata ciliar pode ter afetado diretamente a deposição das partículas, criando uma barreira natural de proteção dos corpos hídricos, porém, não alterou, diretamente, as etapas iniciais do processo erosivo, salvo nas áreas protegidas pela mata ciliar.

A substituição dos usos agrícolas por vegetação nativa - cenário 3, proporcionou uma importante redução na PS (Tabela 5). O percentual de alteração de uso da terra e, consequentemente, a redução da perda de solo foram maiores nas sub-bacias 6 e 7, onde o uso agrícola é mais intensivo. Neste cenário hipotético em todas as sub-bacias a PS foi inferior à TPS (Figura 6). Tais resultados comprovam a eficiência da cobertura do solo no controle da PS, assim como relatado por diversos autores em experimentos reais (PANACHUKI et al., 2011; CARDOSO et al., 2012; DIAS, 2012).

Wischmeier e Smith (1978) classificam as florestas como o mecanismo natural mais importante contra a erosão do solo, principalmente, por proteger a superfície contra o impacto direto das gotas de chuva; promover uma melhoria na estrutura do solo, aumentando assim sua capacidade de retenção de água e; por aumentar a rugosidade do solo, diminuindo a velocidade de escoamento da enxurrada pela diminuição do atrito na superfície (BERTONI; LOMBARDI NETO; 2010).

Embora se reconheça os benefícios da cobertura do solo no controle da erosão hídrica, a substituição de áreas agrícolas por florestas é uma prática custosa

e demorada. Entretanto, apesar do longo tempo requerido para que uma floresta atinja seu estágio avançado de regeneração, a eficácia desta prática pode ser identificada à medida que a taxa de cobertura do solo ultrapasse 30% (LOPES et al., 1987).

Um mecanismo eficiente para promover a substituição de áreas agrícolas por florestas deve ser embasado em incentivos econômicos que tragam renda aos produtores rurais. Uma possibilidade é a implantação do Programa de Pagamento por Serviços Ambientais – PSA (WUNDER, 2005) que estabelece uma remuneração em troca da adoção de práticas conservacionistas. Assim, pode-se criar uma alternativa economicamente viável, embasada na produção de serviços ecossistêmicos e crédito de carbono em detrimento de atividades potencialmente degradantes, como é o caso da agricultura convencional.

CONCLUSÃO

O modelo hidrológico SWAT foi capaz de simular, satisfatoriamente, o regime hidrossedimentológico da microbacia Ribeirão Gustavo, entretanto, apresentou limitações em simular o regime hidrológico em escala diária.

A partir da simulação de cenários hipotéticos de uso do solo foi possível identificar alterações na perda de solo anual e na descarga líquida média mensal do Ribeirão Gustavo.

As sub-bacias com uso predominante para rizicultura apresentaram perdas de solo superiores aos valores definidos como toleráveis, porém, com a substituição do uso agrícola por florestas em estágio avançado de regeneração, a perda de solo atingiu valores abaixo dos limites aceitáveis.

Referências

- ADREÁSSIAN, V. Water and forests: from historical controversy to scientific debate. *Journal of Hydrology*, v. 291, n. 1-2, p. 1-27, 2004.
- ANDRADE, M.A.; de MELLO, C.R.; BESKOW, S. Simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica representativa dos Latossolos na região Alto Rio Grande, MG. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 17, n. 1, p. 69-76, 2013.
- ARAGÃO, R. CRUZ, M.A.S.; de AMORIM, J.R.A.; MENDONÇA, L.C.; FIGUEIREDO, D.D.; SRINIVASAN, V.S. Análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo SWAT e simulação dos processos hidrossedimentológicos em uma bacia do agreste nordestino. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 37, n. 4, p. 1091-1102, 2013.
- ARAI, F. K.; GONÇALVES, G.G.G.; PEREIRA, S.B.; COMUNELLO, E.; VITORINO, A.C.T.; DANIEL, O. Espacialização da precipitação e erosividade na Bacia Hidrográfica do Rio Dourados - MS. *Engenharia Agrícola*, v. 30, n. 5, p. 922-931, 2010.
- ARNOLD, J.G.; KINIRY, J.R.; SRINIVASAN, R.; WILLIAMS, J.R.; HANEY E.B.; NEITSCH, S. *Soil and Water Assessment Tool input/output file Documentation: Version 2012*. Texas Water Resources Institute, 2012. 654p.

- ARNOLD, J.G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R.S.; WILLIAMS, J.R. Large area hydrologic modeling and assessment: Part I. Model Development. *American Water Resource Association Journal*, v. 34, n. 1, p. 73-89, 1998.
- BAGNOLD R.A. Bed load transport by natural rivers. *Water Resources Research*, v.13, n.1, p.303:312, 1977.
- BAL TOKOSKI, V.; TAVARES, M.H.F.; MACHADO, E.; OLIVEIRA, M.P. Calibração de modelo para a simulação de vazão e de fósforo total nas sub-bacias dos Rios Conrado e Pinheiro - Pato Branco (PR). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 34, n. 1, p.253-261, 2010.
- BERTOL, I.; ALMEIDA, J.A. Tolerância de perda de solo por erosão para os principais solos do estado de Santa Catarina. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 24, n. 3, p. 657-668, 2000.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. *Conservação do solo*. São Paulo: Editora Ícone. 2010. 355p.
- BLAINSKI, E.; SILVEIRA, F.A.; CONCEIÇÃO, G.; GARBOSSA, L.H.P.; VIANNA, L.F. Simulação de cenários de uso do solo na bacia hidrográfica do rio Araranguá utilizando a técnica da modelagem hidrológica. *Agropecuária Catarinense*, v. 24, n. 1, p. 65-70, 2011.
- BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Código Florestal Brasileiro. Diário Oficial, Brasília. 25 de maio de 2012.
- CARDOSO, D.P.; SILVA, M.L.N.; DE CARVALHO, G.J; DE FREITAS, D.A.F.; AVANZI, J.C. Plantas de cobertura no controle das perdas de solo, água e nutrientes por erosão hídrica. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 16, n. 6, p.632-638, 2012.
- DIAS, A.C. Plantas de cobertura do solo na atenuação da erosão hídrica no sul do Estado de Minas Gerais. 2012. 111f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2012.
- DURÃES, M.F.; MELLO, C.R.; NAGHETTINI, M. Applicability of the SWAT model for hydrologic simulation in Paraopeba river basin, MG. *Cerne*, v. 17, n. 4, p.481-488, 2011.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. *Sistema brasileiro de classificação de solos*. Brasília: Embrapa. 3º.ed. 2013. 353p.
- FREIRE, A.P.; de CASTRO, E.C. Análise da Correlação do Uso e Ocupação do Solo e da Qualidade da Água. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 19, n. 1, p.41-49, 2014.
- GASSMAN, P.W.; REYES, M.R.; GREEN, C.H.; ARNOLD, J.G. The Soil and Water Assessment Tool: Historical development, applications and future research directions. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, v. 50, n .4, p.1211-1250, 2007.
- GHAFFARI, G.; KEESSTRA, S.; GHODOUSI, J.; AHMADI, H. SWAT simulated hydrological impact of land-use change in the Zanjanrood Basin, Northwest Iran. *Hydrological Processes*, v. 24, n. 7, p. 892-903, 2009.
- GREEN, C.H.; TOMER, M.D.; DI LUZIO, M.; ARNOLD, J.G. Hydrologic evaluation or the Soil and Water Assessment Tool for a large tile-drained watershed in Iowa. *Transactions of the ASABE*, v. 49, n. 2, p.413-422, 2006.
- LELIS, T.A.; CALIJURI, M.L.; SANTIAGO, A.F.; LIMA, D.C.; ROCHA, E.O. Análise de sensibilidade e calibração do modelo SWAT aplicado em bacia hidrográfica da região sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 36, n. 2, p. 623-634, 2012.
- LIEW, M.W.; VEITH, T.L.; BOSCH, D.D.; ARNOLD, J.G. Suitability of SWAT for the Conservation effects assessment project: A comparison on USDA-ARS watersheds. *Journal of Hydrology Resources*, v. 12, n. 2, p. 173-189, 2007.
- LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. Tolerância de perdas de terra para solos do estado de São Paulo. Campinas, Instituto Agronômico, 1975. 12p. (Boletim Técnico, 28).
- LOPES, P.R.; COGO, N.P.; LEVIEN, R. Eficácia relativa de tipo e quantidade de resíduos culturais espalhados uniformemente sobre o solo na redução da erosão hídrica. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.11, p.71-75. 1987.
- NEITSCH, S.L.; ARNOLD, J.G.; KINIRY, J.R.; WILLIAMS, J.R. *Soil and Water Assessment Tool: Theoretical documentation - version 2009*. Texas: Grassland, Soil and Water Research Laboratory - Agricultural Research Service; Blackland Research Center - Texas AgriLife Research. 2011. 618p.
- NETO, M.J. de O.; da SILVA, A.M.; de MELO, C.R.; JÚNIOR, A.V.M. Simulação hidrológica escalar com o modelo SWAT. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 19, n. 1, p. 177-188, 2014.
- PANACHUKI, E.; BERTOL, I.; SOBRINHO, T.A.; DE OLIVEIRA, P.T.S.; RODRIGUES, D.B.B. Perdas de solo e de água e infiltração de água em Latossolo Vermelho sob sistemas de manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 35, n. 5, p. 1777-1785, 2011.
- REUNGSANG, P.; KANWAR, R.S.; JHA, M.; GASSMAN, P.W.; AHMAD, K.; SALEH, A. Calibration and validation of SWAT for the upper Maquoketa River Watershed. *International Journal of Agriculture and Engineering*, v. 16, n. 1, p. 35-48, 2009.
- SANTHI, C.; ARNOLD, J.G.; WILLIAMS, J.R.; DUGAS, W.A.; SRINIVASAN, R.; HAUCK, L.M. Validation of the SWAT model on a large river basin with point and nonpoint sources. *Journal of American Water Resources Association*, v. 37, n. 5, p. 1169-1188, 2001.
- SILVA, V. de A.; MOREAU, M.S.; MOREAU, A.M.S. dos S.; REGO, N.A.C. Uso da terra e perda de solo na Bacia Hidrográfica do Rio Colônia, Bahia. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 15, n. 3, p. 310-315, 2011.
- VANZELA LS.; HERNANDEZ, F.B.T.; FRANCO, A.M.; Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, p 55-64. 2010.
- VEIGA, M. *Metodologia para coleta de amostras e análises físicas do solo*. Florianópolis: Epagri. 2011. 52p. (Boletim Técnico, 156).
- WILLIAMS, J. R. Sediment routing for agricultural watersheds. *Water Resources Bulletin*, v. 11 n 5, p. 965-974. 1975.

- WINCHELL, M.; SRINIVASAN, R.; DI LUZIO, M.; ARNOLD, J. ARCSWAT 2.3.4 interface for SWAT2005: User's guide. Texas: Grassland, Soil and Water Research Laboratory/Agricultural Research Service/Blackland Research Center - Texas/Agricultural Experiment Station. 2009. 494p.
- WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. *Predicting rainfall erosion losses; a guide to conservation planning*. Washington D.C., Department of Agriculture. 1978. 58p. (Agriculture Handbook, 537).
- WISCHMEIER, W.H.; JOHNSON, C.B.; CROSS, B.V. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. *Journal of Soil and Water Conservancy*, v. 26, n. 1, p. 189-193, 1971.
- WREGE, M. et al. *Atlas Climático da Região Sul do Brasil*. Colombo: Embrapa Clima Temperado/Embrapa Florestas. 2011. 332p.
- WUNDER, S. *Payment for environmental services: some nuts and bolts*. Center for International Forestry Research, v. 42, 23p. (occasional paper). 2005.

Éverton Blainski Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina (CIRAM), Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri), E-mail: evertonblainski@epagri.sc.gov.br

DenilsonDortzbach CIRAM, Epagri, E-mail: denilson@epagri.sc.gov.br

Ana Paula Esnidei Pereira CIRAM, Epagri, E-mail: esnidei@gmail.com.

Morgana Giovanella de Farias CIRAM, Epagri, E-mail: mogiofarias@gmail.com.